

EL ENSAMBLE DE INVERTEBRADOS Y LA CALIDAD DEL AGUA: INDICADORES TAXONÓMICOS Y FUNCIONALES EN ARROYOS PAMPEANOS

M. E. GARCÍA^{1, 2}, A. RODRÍGUES CAPÍTULO²
& L. FERRARI^{3, 4}

*1 Programa de Ecología Acuática, Dpto. Ciencias Básicas,
Universidad Nacional de Luján.*

*2 ILPLA-Instituto de Limnología "Dr Raúl A. Ringuelet"
UNLP-CONICET La Plata.*

3 Comisión de Investigaciones Científicas (CIC-Pcia. Buenos Aires).

*4 Programa de Ecofisiología Aplicada, Dpto. Ciencias Básicas,
Universidad Nacional de Luján
mareugar@mail.retina.ar*

ABSTRACT. The use of benthic invertebrates is considerate and recognized at present as one of the better methodological alternative to detect early modifications or contamination from diffuse origin. The objective of this work was to evaluate the biological quality of two regional pampean plain streams by means of taxonomic and functional indicators of the whole of invertebrates assemblages and to compare the utility of the different applied indicators. The selected streams belong to the Rio de La Plata basin, with different anthropogenic impact. Over a period of two years, the physico-chemical parameters and the benthic invertebrates and those present in the vegetation, of these lotic systems were assessed in samplings sites located upstream and downstream. Taxonomic and functional feeding groups, of the invertebrate assemblages were analyzed. The estimated taxonomic indicators reflected seasonal differences and the valuation of the quality of the sites were different and variable depending on the parameter and the taxonomical level used. Even so, the density of the most abundant family, the abundance of Ephemeroptera-Trichoptera (ET), the ET/total and ET/Oligochaeta relations resulted useful to establish differences between sites and streams. The collectors appeared as the dominant functional feeding group in all the sites. No significant differences were observed in the composition of the functional feeding groups of the invertebrate assemblages from headwaters to the mouth of both streams. Then these indicators would not be efficient to evaluate the environmental quality of these systems.

Key words: invertebrates, pampean streams, taxonomic and functional indicators, water quality.

Palabras clave: invertebrados, arroyos pampeanos, indicadores taxonómicos y funcionales, calidad de agua.

INTRODUCCIÓN

La alta diversidad taxonómica, de los tipos de alimentación y ciclos de vida, hacen de los invertebrados buenos indicadores dado que ofrecen un amplio espectro de respuestas a las

perturbaciones (Alonso y Camargo, 2005). Las principales ventajas de utilizar a los invertebrados en la bioindicación son: 1) reflejan la condición ecológica del sitio, 2) integran los efectos de los impactos de diferentes factores de perturbación, 3) acumulan en

el tiempo las consecuencias de las perturbaciones recibidas, 4) responden sensiblemente a los impactos difusos (Barbour *et al.*, 1999; Segnini, 2003).

La sensibilidad-tolerancia de los invertebrados a factores físico-químicos es utilizada para interpretar y estimar los valores de indicación (V_x =valoración ecológica) en los diferentes niveles taxonómicos (especies, géneros y/o familias) de los grupos (Carlisle *et al.*, 2007). Esta variedad de rangos de tolerancia a las perturbaciones significa que ante una alteración hay grupos “muy sensibles” (V_x alto) que pueden desaparecer o disminuir su abundancia y grupos “tolerantes” (V_x bajo) que aumentan sus densidades. Entre los grupos más sensibles a las alteraciones de los ecosistemas acuáticos están las larvas acuáticas de insectos tricópteros, efemerópteros, plecópteros y las larvas y adultos de algunos coleópteros (Domínguez *et al.*, 2001, Romero, 2001, Angrisano y Korob, 2001). El índice EPT (efemerópteros, plecópteros y tricópteros) es utilizado en varios países como indicador de la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos y se asume que a mayor valor del mismo mejor es la calidad del sitio. Sin embargo éste índice no resultaría *a priori* un indicador apropiado para los arroyos pampeanos dado que la representación de estos grupos es escasa o nula en estos ambientes y que existen todavía falencias en el conocimiento taxonómico de las especies regionales y de sus tolerancias a los cambios ambientales.

Entre los grupos que muestran una gran resistencia a las perturbaciones y a la contaminación se encuentran algunas especies de oligoquetos, nematodos, dípteros y algunas familias de moluscos; estos grupos presentan en general alta tolerancia a compuestos tóxicos o corta duración de sus ciclos de vida, permitiendo soportar condiciones adversas (Domínguez y Fernández, 1998; Fernández *et al.*, 2006; Ocón *et al.*, 2004; Rodríguez

Capítulo *et al.*, 2001). Finalmente, un bajo valor relativo de la relación entre grupos con buena y mala valoración ecológica relativa como por ejemplo de efemerópteros-tricópteros/quironómidos y efemerópteros-tricópteros/oligoquetos reflejaría un ambiente de mala calidad.

Un complemento posible a los bioindicadores basados en la composición taxonómica y para mayor precisión de las estimaciones, es la utilización de grupos funcionales alimentarios (GFA) considerando que la proporción relativa de los diferentes grupos funcionales podría utilizarse como una aproximación de la calidad de un sitio (Palmer, *et al.*, 1996, Fernández *et al.*, 2006). Por ejemplo, el aumento de nutrientes provoca un aumento de los productores primarios, lo que genera un cambio en la estructura trófica y en la proporción relativa de los diferentes GFA. En este sentido, se ha comprobado que en ambientes eutrofizados aumenta considerablemente el número de raspadores (Alonso y Camargo, 2005).

El uso de invertebrados bentónicos es considerado y reconocido en la actualidad como una de las mejores alternativas metodológicas para detectar modificaciones tempranas y/o contaminación de origen difuso, razón por la que cada vez son más los países que adoptan los protocolos con invertebrados en los Programas de Gestión de los Recursos Hídricos (Dickens y Graham, 1998; Segnini, 2003; UTEAZTI 2003; Figueroa *et al.*, 2003). Para lograr implementarla en nuestro país se hace necesario aún, completar los estudios sistemáticos tendientes a identificar las especies nativas, sus requerimientos nutricionales y/o condiciones o rangos de nicho para precisar su valoración ecológica (dada por niveles de tolerancia-sensibilidad) y aprovechar su potencialidad como bioindicadoras. El objetivo de este trabajo fue evaluar la calidad biológica de dos arroyos pampeanos mediante el uso y comparación de indicadores taxonómicos y de grupos funcionales

alimentarios del conjunto de invertebrados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio

La denominada Franja Costera Sur del Río de La Plata y los ríos y arroyos afluentes en el área del gran Buenos Aires y hasta las ciudades de La Plata y Berisso, muestran distinto grado de contaminación por el impacto (directo o indirecto) proveniente de las áreas urbanas-rurales de la región (AA-AGOSBA-ILPLA-SHN, 1997). Se seleccionaron dos cuerpos de agua de esta cuenca (los arroyos Juan Blanco y Buñirigo ubicados en el Partido de Magdalena, pertenecientes a la vertiente del Plata), ambos de pendiente muy escasa (menor al 1%), con nacientes en una zona de bañados y aguas intermitentes (ocasionalmente secos en verano) y receptores de descargas contaminantes de actividades regionales. El arroyo Juan Blanco tiene una extensión total aproximada de 25 km y atraviesa en su tramo medio e inferior una Reserva de biósfera UNESCO y en las cercanías se desarrollan actividades agrícolas ganaderas de tipo extensivas. El arroyo Buriñigo tiene una longitud total aproximada de 36 km (se divide en dos brazos de los cuales el cauce principal tiene 22 km) y en su cuenca media baja es receptor de descargas de una industria de alimentos y de una curtiembre. En cada uno de éstos arroyos se seleccionaron dos sitios de muestreo ubicados respectivamente en la parte superior e inferior de las cuencas. En el arroyo Juan Blanco, sitio 1 (JB1) a los 35° 14' 11" S y 57° 31' 16" W a 2 km de las nacientes y sitio 2 (JB2, a 18 km del anterior) a 35° 08' 32" S y 57° 26' 24" W (en intersección con la ruta 11) a 20 km de las nacientes y a 5 km de la desembocadura en el Río de la Plata; en el arroyo Buñirigo, sobre el brazo principal del arroyo el

sitio 1 (Bu1) ubicado a los 35° 09' 37" S y 57° 40' 24" W aproximadamente a 2 km de las nacientes y el sitio 2 (Bu2) a los 35° 03' 47" S y 57° 33' 12" W (en intersección con ruta 11) a 16 km de las nacientes a 1 km posterior a una industria de alimentos y a 50 metros de una curtiembre.

Muestreos

Se realizaron un total de ocho muestreos (M) estacionales durante dos años desde septiembre de 1999 hasta julio de 2001 (M1=septiembre/99, M2=diciembre/99, M3=marzo/00, M4=junio/00, M5=septiembre/00, M6=diciembre/00, M7=abril/01, M8=julio/01) en los cuatro sitios en los cuales se registraron *in situ* parámetros físico-químicos de rutina (Tabla 1). Se extrajeron muestras bentónicas con draga de Ekman de 100 cm² de superficie modificada para trabajar en lugares someros, e invertebrados presentes en la vegetación mediante cuatro pasadas de colador (superficie de 153 cm²) entre las macrófitas sumergidas. El material biológico colectado fue fijado *in situ* (con formol al 5 %) fue transportado en frascos plásticos con agua y plantas del lugar. En el laboratorio, se procedió al lavado de sedimento con tamiz de 150 µm de abertura de malla, obtención de alicuotas representativas (25 o 50 %) en muestras abundantes con un fraccionador tipo Folsom, tinción de organismos con eritrocina B y fijación con alcohol (80 %) para la posterior identificación y recuento bajo microscopio óptico. Se aplicaron técnicas microscópicas especiales para algunos invertebrados, utilizando claves taxonómicas generales y regionales para los diferentes grupos presentes (Merritt y Cummins, 1986; Lopretto y Tell, 1995; Fernández y Domínguez, 2001).

Tabla 1. Máximos y mínimos de los ocho muestreos estacionales para los parámetros físico- químicos registrados aguas arriba y aguas abajo de los arroyos Juan Blanco (JB1, JB2) y Buñirigo (Bu1, Bu2).

parámetro/sitio	JB1	JB2	Bu1	Bu 2
OD mg/L	4.5-8.6	4.0-6.7	4.8-9.6	0.2-7.2
T °C	12.0-29.0	12.3-29.3	13.0-29.5	12.2-30.9
Cond uS/cm	160-327	216-1288	168-370	780-3410
pH	6.5-7.7	6.7-8.2	6.5-7.7	6.5-8.4
MO %ps	6.0-10.8	4.8-16.8	8.3-15.5	4.6-17.8
DBO mg/L	4.0-16.0	1.0-5.0	5.0-13.0	2.0-14.0
DQO mg/L	30-115	77-107	70-72	95-113
PRS mgP/L	0.04-0.12	0.06-0.56	0.04-0.05	0.05-0.12
NH4+ mgN/L	0.03-0.3	0.04-0.07	0.03-0.06	0.03-0.09
NO2- mgN/L	0.01-0.03	0.01-0.03	0.00-0.01	0.01-0.02
NO3- mgN/L	0.03-0.20	0.03-0.09	0.02-0.08	0.03-0.20

ANÁLISIS DE DATOS

Para cada sitio de estudio de los arroyos Juan Blanco y Buñirigo se unificaron los datos de los especímenes colectados en cada sitio (bentos y presentes en la vegetación) y se expresaron como densidad (individuos/m²) del complejo zoobentónico para posterior análisis estadístico. A partir de los datos de densidad se calcularon para cada sitio algunos indicadores que se han clasificado en: 1) taxonómicos (de riqueza y abundancia) y 2) funcionales (grupos alimentarios).

Los indicadores taxonómicos aplicados fueron: número de individuos totales (abundancia = N total), número de taxa totales (S= riqueza taxonómica o n taxa total), número de familias totales (riqueza de familias o N fam total), densidad absoluta de la familia más abundante (ni Fam más abundante) y relativa (Fam+abundante/totales), número de efemerópteros y tricópteros (ET): densidad total de individuos (N° ET/m²) y relativa (N° ET/total), número de taxa y familias de efemerópteros y tricópteros (% ni ET/totales y % fam ET/totales), abundancia de oligoquetos: densidad

total de individuos (ni oligo/m²) y relativa (ni oligo/Ntotal), número de taxa oligoquetos (% taxa oligo /total), abundancia de quironómidos: densidad total de individuos y relativa (ni quiro/m² y ni quiro/total), relaciones ET/ quironómidos y ET/ oligoquetos. Los indicadores funcionales aplicados fueron:

% filtradores-colectores/totales,

% raspadores/totales y

% recolectores-colectores/ totales.

Las diferencias entre sitios y arroyos se analizaron mediante Análisis de Varianza (Kruskal Wallis). Los datos de abundancias (ind/m²) fueron estandarizados mediante la aplicación logarítmica: $\ln(n+1)$. Se utilizó software Infostat (2004).

RESULTADOS

La abundancia de invertebrados y la riqueza taxonómica en cada sitio de los arroyos presentaron variaciones estacionales esperables, con un aumento en primavera (M1, M5) y verano (M2, M6). En la mayoría de los muestreos y para ambos arroyos, los grupos vermiformes (oligoquetos naídidos y nematodos) de baja valoración ecológica ($V_x=1$) resultaron con mayor cantidad de individuos. La comparación

de la densidad (individuos/ m²) de la familia más abundante (nifam +abundante), marcó diferencias significativas entre arroyos y señaló al sitio JB1 diferente a los demás (Tabla 2). En JB1 las densidades (individuos/ m²) fueron muy superiores a los otros sitios, se registraron valores máximos de 40000 nematodos (M6) y entre 10000-15000 de oligoquetos naídidos (M5), copépodos cyclopoideos (M8) y nematodos (M1). En JB2 las densidades máximas fueron registradas para los oligoquetos naídidos (1000 individuos/ m² en M5) y menores a 5000 el resto de los muestreos también para naídidos, anfipo-

dos (Hyaellidae, en M1 y M8) y cladóceros (Familias Dhaphnidae y Chydoridae, en M2). En Bu1 los más abundantes fueron los cladóceros (Familias Dhaphnidae y Chydoridae) en M1 con aproximadamente 15000 individuos/ m² y en el resto de los muestreos las densidades máximas no superaron los 10000 (naídidos, oligoquetos, quironómidos y nematodos). En Bu2, las densidades máximas fueron de 300000 copépodos harpacticóideos (M2) y 15000 nematodos (M1); manteniendo valores menores a 50000 para el resto de los casos (Figura 1).

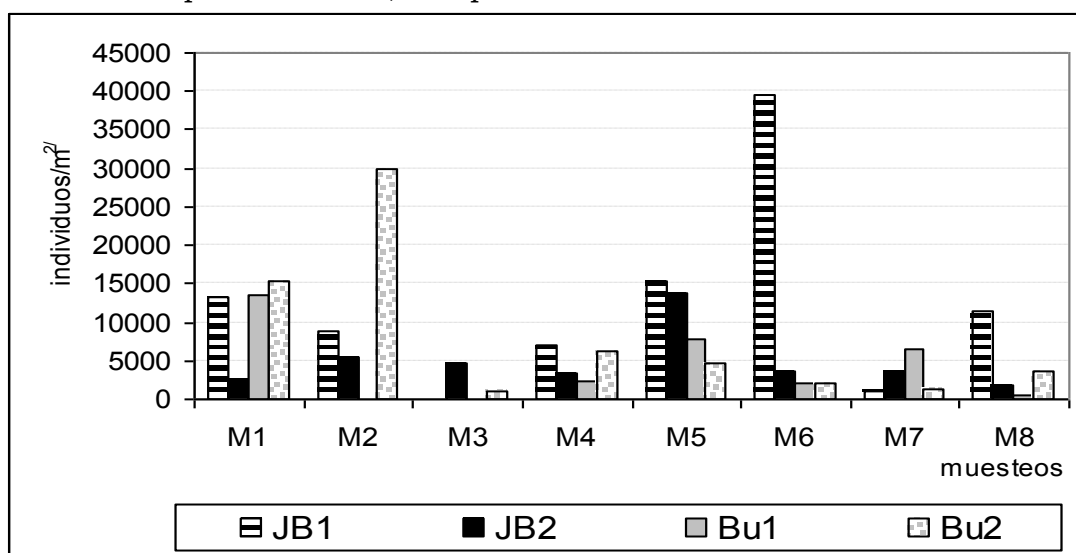


Figura 1. Variación de la abundancia (individuos/ m²) de las familias más abundantes (ni fam mas abundante) de invertebrados bentónicos aguas arriba y aguas abajo de los arroyos Juan Blanco (JB1, JB2) y Buñirigo (Bu1, Bu2) registrada en los 8 muestreos (M) estacionales.

Tabla 2. Matriz de comparaciones de a pares (Kruskal Wallis) de las densidades (ind/m²) de las familias mas abundantes registradas en los sitios de los arroyos Juan Blanco (JB1, JB2) y Buñirigo (Bu1, Bu2). Los grupos homogéneos identificados por letras iguales, indican ausencia de diferencias significativas ($p \leq 0.05$). A. comparación entre sitios, B. comparación entre arroyos.

A	
Comparaciones entre sitios fam+abund	
H: 16.04	
sitios	Grupos homogéneos
Bu1	A
JB2	A
Bu2	A
JB1	B

B	
Comparación entre arroyos fam+abund	
H: 4.76	
arroyos	Grupos homogéneos
Bu	A
JB	B

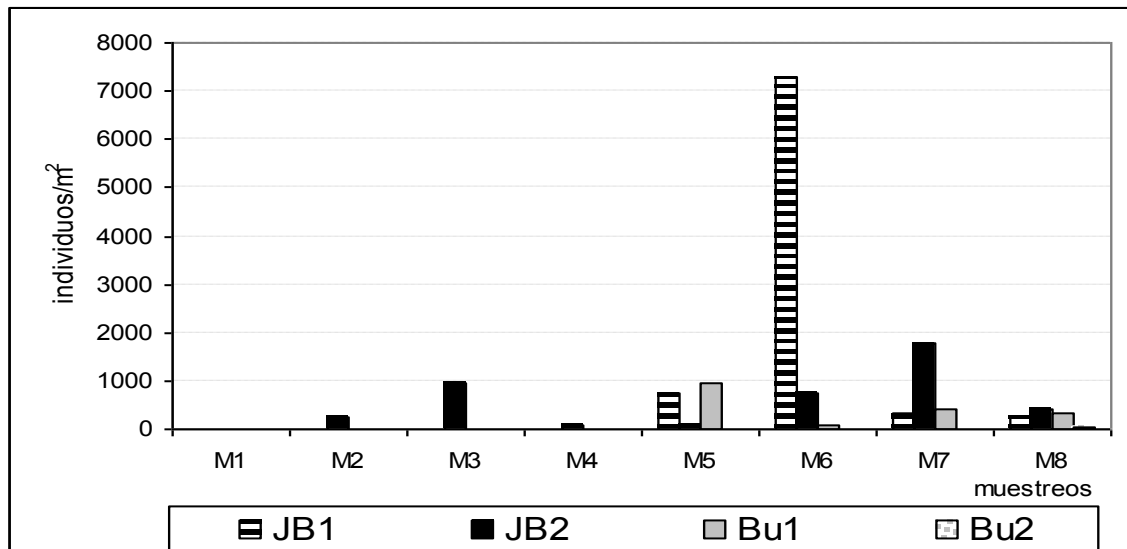


Figura 2. Variación de la abundancia (individuos/ m^2) de efemerópteros y tricópteros (ni ET) aguas arriba y aguas abajo de los arroyos Juan Blanco (JB1, JB2) y Buñirigo (Bu1, Bu2) registrada en los 8 muestreos (M) estacionales.

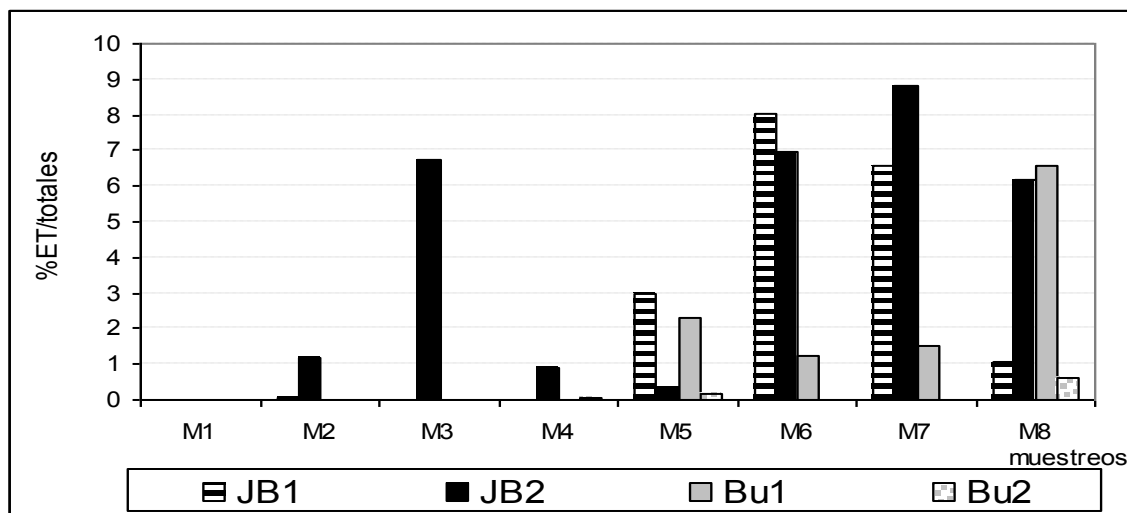


Figura 3. Proporción de efemerópteros y tricópteros (ni ET/ totales) aguas arriba y aguas abajo de los arroyos Juan Blanco (JB1, JB2) y Buñirigo (Bu1, Bu2) registrada en los 8 muestreos (M) estacionales.

El análisis estadístico de los diferentes estimadores ET (Figuras 2 y 3), señaló que la abundancia de efemerópteros y tricópteros (n° ET) y su proporción sobre el total

(% n° ET/total) resultaron los parámetros que presentaron diferencias significativas entre arroyos diferenciando a JB2 de Bu2 (sitios de mejor y peor calidad relativa

respectivamente) pero no a éstos de los demás sitios (Tabla 3 y 4). Resultados similares fueron obtenidos de la comparación de la relación ET/oligoquetos (Figura 4) en la que Bu2 se diferenció de JB2 (Tabla 5). Estos resultados revelan la mejor calidad relativa del arroyo Juan Blanco con respecto al arroyo Buñirigo y en particular y en forma comparativa, el mayor deterioro del sitio Bu2.

Finalmente, la composición de los grupos funcionales alimentarios de las comunidades de los arroyos Juan Blanco y Buñirigo, reveló el predominio de recolectores/colectores en todos los sitios (Figura 5). Por otra parte la proporción de recolectores, raspadores y filtradores no resultaron buenos indicadores de calidad de los sitios para los arroyos Juan Blanco y Buñirigo (Figura 6).

Tabla 3. Matriz de comparaciones de a pares (Kruskal Wallis) de las densidades (ind/m²) de efemerópteros y tricópteros (ET) entre sitios de los arroyos Juan Blanco (JB1, JB2) y Buñirigo (Bu1, Bu2). Los grupos homogéneos identificados por letras iguales, indican ausencia de diferencias significativas ($p \leq 0.05$). A. comparación de densidades absolutas de efemerópteros y tricópteros (n°ET) B. comparación de densidades relativas de efemerópteros y tricópteros (n°ET/totales).

A		
Comparaciones entre sitios n° ET		
H:8.57		
sitios	Grupos homogéneos	
Bu2	A	
JB1	A	B
Bu1	A	B
JB2		B

B		
Comparaciones entre sitios n° ET/total		
H:8.02		
sitios	Grupos homogéneos	
Bu2	A	
JB1	A	B
Bu1	A	B
JB2		B

Tabla 4. Matriz de comparaciones de a pares (Kruskal Wallis) de abundancia de efemerópteros y tricópteros entre los arroyos Juan Blanco (JB) y Buñirigo (Bu). Los grupos homogéneos identificados por letras iguales, indican ausencia de diferencias significativas ($p \leq 0.05$). A. comparación de abundancia absolutas de efemerópteros y tricópteros n°ET, B. comparación de densidades relativas de efemerópteros y tricópteros (n°ET/totales).

A		
Comparación entre arroyos n° ET		
H: 4.48		
arroyos	Grupos homogéneos	
Bu	A	
JB		B

B		
Comparación entre arroyos n° ET/total		
H: 4.03		
arroyos	Grupos homogéneos	
Bu	A	
JB		B

Tabla 5. Matriz de comparaciones de a pares (Kruskal Wallis) de la proporción de las abundancias de efemerópteros y tricópteros con respecto a la abundancias de oligoquetos (ET/ oligo) registradas en los sitios de los arroyos Juan Blanco (JB1, JB2) y Buñirigo (Bu1, Bu2). Los grupos homogéneos identificados por letras iguales, indican ausencia de diferencias significativas ($p \leq 0.05$). A. comparación entre sitios, B. comparación entre arroyos.

A			B		
Comparaciones entre sitios		ET/oligo	Comparación entre arroyos		ET/oligo
H:			H:3,86		
sitios	Grupos homogéneos		arroyos	Grupos homogéneos	
Bu2	A		Bu	A	
Bu1	A	B	JB		B
JB1	A	B			
JB2		B			

DISCUSIÓN

La utilidad de estos grupos bioindicadores ha sido informada por varios autores (Howells *et al.*, 1983, Gupta y Michael, 1992, Rodrigues Capítulo, 1999, Verdonshot, 2001, Fernández *et al.*, 2002, Graça *et al.*, 2002, Domínguez-Granda *et al.*, 2005, Gratero *et al.*, 2006). Los sitios muy poluidos de ríos de la península ibérica se encontraron habitados solamente por oligoquetos y quironómidos rojos (Graça, 1994). En la evaluación de la influencia de efluentes industriales con altos contenidos de metales pesados en la comunidad macrozoobentónica del arroyo Cululú (norte de Argentina), se observó que la comunidad del ambiente no contaminado presentó mayores densidades y un ensamble diferente a los ambientes contaminados, las diferencias fueron evidentes en los quironómidos y los oligoquetos y en la presencia de efemerópteros solamente en el sitio de referencia (Zilli y Gagneten, 2005). En la cuenca del río Damas (Chile) con intensa actividad agrícola (78,2 % de la superficie), la estructura del ensamble de invertebrados evidenció un fuerte impacto; desde las cabeceras hacia aguas abajo en esta comunidad se registró una disminución de la ri-

queza y los grupos sensibles (EPT), y un aumento de las dominancias de oligoquetos hirudíneos y quironómidos (Figuerola *et al.*, 2000; 2003). Resultados similares han sido informados para arroyos pampeanos (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2003). En particular los oligoquetos tienen estrategias adaptativas que les permiten sobrevivir en condiciones adversas (Montalto y Marchese, 2005) y la composición específica puede ser de utilidad para diferenciar arroyos libres de contaminación y levemente contaminados (Schenkova *et al.*, 2001, Ladle, 1971, Kazanci y Girgin, 1998). En tributarios del Río de la Plata fueron identificados un total de 24 especies de naidídeos (*Dero* sp y *Pristina* sp como géneros dominantes), 5 especies de tubificidos y en un arroyos muy poluido (El Gato) solo fueron halladas dos especies del género *Limnodrilus* (Gluzman de Pascas, 1987).

En la valoración de calidad de los arroyos Juan Blanco y Buñirigo los resultados obtenidos revelaron que la abundancia de los efemerópteros y tricópteros fueron buenos indicadores para establecer diferencias entre sitios con diferente grado de deterioro, aunque no todas las formas de expresar la abundancia (absolutas o relativas) de éstos grupos y/o las diferentes cate-

gorías taxonómicas utilizadas (todas las unidades sistemáticas o familias) se manifestaron como parámetros de utilidad para reflejar diferencias de calidad del agua entre sitios y arroyos.

La identificación de invertebrados en general se realiza al nivel taxonómico más detallado posible, pero muchas veces el reconocimiento de especies o géneros se hace dificultosa por falta de especialistas (Schmidt-Kloiber y Nijboer, 2004). Muchas veces, las diferentes especies de un género pueden tener distintos requerimientos y responder en forma diferencial a los factores de stress ambiental, por ello la información provista con la enumeración de familias resulta algo pobre o define escasamente la situación.

La valoración de la calidad de los sitios es muy diferente y variable dependiendo del parámetro y del nivel taxonómico utilizado (Schmidt-Kloiber y Nijboer, 2004), sin embargo se ha llegado a la conclusión que la identificación a nivel de familia puede ser suficiente para detectar en forma rápida diferencias entre sitios y monitorear la calidad del agua (Carlisle, 2007); probablemente puedan hallarse mayores diferencias entre sitios de referencia e impactados utilizando especies y/o un número reducido y preciso de géneros o familias (Compín y Cerenghino, 2003). Los resultados aquí presentados indican que la proporción relativa de la familia más abundante en cada sitio puede resultar de utilidad para establecer diferencias entre sitios.

De la totalidad de los parámetros taxonómicos considerados en este trabajo solamente la densidad de la familia más abundante, la abundancia de ET (n° ET principalmente), la relación ET/totales y ET / oligoquetos resultaron buenos estimadores para establecer diferencias de calidad entre sitios y arroyos y señalar a Bu2 como el sitio más deteriorado. Finalmente, para comprobar la utilidad de éstos indicadores taxonómicos en otros arroyos pampeanos se hace necesario realizar una mayor cantidad de muestreos y

comparaciones más extendidas en el área que incluyan otros ambientes con diferente grado de deterioro e incorporar otro tipo de indicadores como las características fisico-químicas y/o índices bióticos para poder diagnosticar el tipo particular de alteración y el estado ecológico del ecosistema acuático estudiado (Ocón, 2006).

Por otro lado, se han desarrollado índices basados en GFA pero han tenido poca difusión y su aplicación no resultaría ventajosa tal vez porque en el agrupamiento de los invertebrados por su funcionalidad alimentaria en el ecosistema no se contempla la valoración ecológica de las especies. En otros términos, dentro de un mismo grupo funcional alimentario como es el caso de los recolectores-colectores (el grupo funcional predominante en éstos arroyos) se encuentran agrupados taxa con muy diferente tolerancia – sensibilidad a los impactos. Los parámetros funcionales analizados en este trabajo (% filtradores-colectores/totales, % raspadores/totales y % recolectores-colectores/ totales), no resultaron buenos indicadores de la calidad de los sitios para los arroyos estudiados.

CONCLUSIONES

La valoración de la calidad de los sitios es muy diferente y variable dependiendo del parámetro y del nivel taxonómico utilizado.

Los parámetros taxonómicos que resultaron de mayor utilidad para establecer diferencias entre sitios y arroyos fueron: la densidad de la familia más abundante, la abundancia de ET, la relación ET/totales y ET/oligoquetos.

Los parámetros taxonómicos deberían analizarse conjuntamente con otro tipo de indicadores como las características fisico-químicas y los índices bióticos para poder diagnosticar el

tipo particular de alteración y el estado ecológico del ecosistema acuático.

Los parámetros funcionales tales como los GFA no resultaron buenos indicadores de la calidad de los sitios para los arroyos Juan Blanco y Buñirigo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Dpto. Cs. Básicas, Universidad Nacional de Luján (UNLu) y por el Instituto de Limnología "Dr. Raúl Ringuelet" Universidad Nacional de La Plata (UNLP).

BIBLIOGRAFÍA

- AA, AGOSBA, ILPLA, SHN. 1997.** Calidad de las aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata. San Fernando- Magdalena. Período 1993-1995: 157 pp.
- Alonso, A. y Camargo, J. A. 2005.** Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*, pag. 1-12.
- Angrisano, E. B. y Korob, P. G. 2001.** Trichoptera (Capítulo 2). En Fernández, H.R. y Domínguez, E. Eds. (2001). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. *Ed. Univ. de Tucumán*, San Miguel de Tucumán, Argentina, 282 pp.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. y Stribling, J. B. 1999.** Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. In *Monitoring and Assessing Water Quality*. Appendix B: (Part I) Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- Carlisle, D. M., Meador, M. R., Moulton, H. y Ruhl, P. M. 2007.** Estimation and application of indicator values for common macroinvertebrate genera and families of United States. *Ecological indicators*, 7, 22-33.
- Compín, A. y Cereghino, R. 2003.** Sensitivity of aquatic insect species richness to disturbance in the Adour-Garonne streams system (France). *Ecological indicators*, vol. 3, 135-142.
- Domínguez, E., Hubbard, M. D., Pescador, M. L. y Molineri, C. 2001.** Ephemeroptera (Capítulo 1). En Fernández H.R. y Domínguez, E. (Eds). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. *Ed. Univ. de Tucumán*, San Miguel de Tucumán, Argentina, 282 pp.
- Domínguez-Granda, L., Goethals, P. L. M., y De Pauw, N. 2005.** Aspectos del ambiente físico-químico del río Chaguana: un primer paso en el uso de los macroinvertebrados bentónicos en la evaluación de la calidad de agua. *Revista tecnológica ESPOL*, vol. 18, 127- 134.
- Domínguez, E. y Fernández, H. R. 1998.** Calidad de los ríos de la Cuenca Salí (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico. Serie Conservación de la Naturaleza. Inst. Miguel Lillo, Tucumán, Argentina N°12, 1-43.
- Dickens, C. W. S. y Graham, P. M. 1998.** Biomonitoring for effective management of wastewaters discharges and the health of the river environment. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1, 199-217.
- Fernández, H. R. y Domínguez, E. Eds. 2001.** Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. *Ed. Univ. de Tucumán*, San Miguel de Tucumán, Argentina, 282 pp.
- Fernández, H. R., Romero, F., Vece, M.B., Manzo, V., Nieto, C. y Orce, M. 2002.** Evaluación de tres índices bióticos en un río subtropical de montaña (Tucumán - Argentina). *Limnética* 21, 1-13.

- Fernández, H. R., Domínguez, E., Romero, F. y Cuezco, G.** 2006. La calidad del agua y la bioindicación en los ríos de montaña del noroeste argentino. *Serie Conservación de la Naturaleza, Inst. Miguel Lillo, Tucumán, Argentina*, N°16, 5-31.
- Figueroa, R., Araya, E., Parra, O. y Valdovinos, C.** 2000. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua. En VI Jornadas del CONAPHI- Chile, 1-18.
- Figueroa, R., Valdovinos, C., Araya, E. y Parra, O.** 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, vol. 76: 275 – 285.
- Gluzman de Pascar, C.** 1987. Aquatic oligochaeta in some tributaries of the rio de La Plata, Buenos Aires, Argentina. *Hydrobiologia*, vol. 144, 125-130.
- Graça, M.A.S.** 1994. Effects of water pollution on assemblages of aquatic fungi. *Limnetica*, 10: 41-43.
- Graça M. A.S., A. Rodríguez-Capítulo, C. Ocón y N. Gómez.** 2002, *In situ* tests for water quality assessment: a case study in Pampean rivers. *Water Research*. 36: 4033-4040.
- Gratero, H., Goncalves, L., Medina, B. y Perez, B.** 2006. Insectos acuáticos como indicadores de calidad del agua del río Guacara (Carabobo, Venezuela). *Public. Dep. de Biología, FACYT, Univ. Carabobo, Venezuela*, 22 pp.
- Gupta, A. y Michael, G.** 1992. Diversity, distribution and seasonal abundance of ephemeroptera in streams of Meghalaya State, India. *Hydrobiologia*, Vol.228, 1573-5117.
- Howells, E.J.; Howells, M.E. y Alabaster, J.S.** 1983. A field investigation of water quality, fish and invertebrate in the Mawdach river system, wales,. *Journal of Fish Biology*, Vol.22, 447-469.
- InfoStat** 2004. *InfoStat, versión 2004. Manual del Usuario*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Primera Edición, Editorial Brujas Argentina.
- Kazanci, N. y Girgin, S.** 1998. Distribution of oligochaeta species as bio-indicators of organic pollution in Ankara stream and their use in biomonitoring. *J. of zoology*, 2, 83-87.
- Ladle, M.** 1971. The biology of oligochaeta from dorset chalk streams. *Freshwater Biological Ass. Riv., Wareham, Dorset, England.*, 22pp.
- Lopretto E.C. y Tell, G., Eds.** 1995. *En Ecosistemas de aguas continentales*. (3 tomos) Ediciones Sur, La Plata, 1401 pp.
- Merrit, R.W. y Cummins, K.W.** 1986. An introduction to the aquatic insect of North America. Dubuque, Kendall- Hun, pp.
- Montalto, L. y Marchese, M.** 2005. Cyst formation in tubificidae (naidinae) and opisthocystidae (annelidae, oligochaeta) as an adaptative strategy for drought tolerance in fluvial wetlands of the Paraná river, Argentina. *Wetlands*, 488-494.
- Ocón, C. S.** 2006. Estudio del zoobentos en arroyos bonaerenses sometidos a distinto grado de disturbio: evaluación del papel indicador de los *Ephemeroptera*. Tesis Doctoral FCNyM- UNLP
- Ocón, C. y Rodríguez Capítulo, A.** 2004. Presence and abundance of ephemeroptera in relation with habitat conditions in pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Archiv für Hydrobiologie* 159: 473-487.
- Palmer, C.G., Maart, B., Palmer, A.R. y Okeefree, J.H.** 1996. An assessment of macroinvertebrate functional feeding groups as water quality indicators in the Buffalo river, eastern cape province, south Africa. *Hydrobiologia*, vol.318, 153-164.
- Rodríguez Capítulo, A.** 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. En Simposios IV Cong. Arg. de Entomología. Mar

- del Plata. *Rev. Soc. Ent. Argentina*. 58, 208-217.
- Rodrigues Capítulo, A., Tangorra, M. y Ocón, C.** 2001. Use of Benthic macroinvertebrate to assess the biological status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*. 2001 Kluwer Academic Publishers. Belgium. *Aquatic Ecology*, © *Kluwer Academic Publishers* 35, 109-119.
- Rodrigues Capítulo A., Ocón, C. y Tangorra, M.** 2003. Una visión bentónica de los arroyos y ríos pampeanos. *Biología Acuática*, N° 21, 1-18.
- Romero, V. F.** 2001. Plecóptera (Capítulo 3). En Fernández, H.R. y Domínguez, E. Eds. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. *Ed. Univ. de Tucumán*, San Miguel de Tucumán, Argentina, 282 pp.
- Schenkova, J., Komarek, O. y Zahradkova, S.** 2001. The plausibility of using oligochaeta to evaluate running waters in the Czech Republic. *Fas. Sci. Nat. Univ. Masaryk. Brun, Biology, Brno, Masaryk*, 80, 210-2786-X.
- Schmidt-Kloiber, A. y Nijboer, R.C.** 2004. The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. *Hydrobiologia* 516: 269 – 283.
- Segnini, S.** 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos*, 16, 45 – 63.
- UTE-AZTI** 2003. Evolución de la calidad biológica: estado ambiental obtenido a partir de macroinvertebrados bentónicos. En *Red de Vigilancia de las Masas de Agua Superficial de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Tomo 3: Unidad Hidrológica del Barbadun. 40 pp.
- Verdonschot, P.F.M.** 2001. Hydrology and sustrates: determinants of oligochaete distribution in lowland streams (The Netherlands). *Hydrobiologia*, Vol. 463, 249-262.
- Zilli, F. y Gagnetten, A. M.** 2005. Efectos de la contaminación por metales pesados sobre la comunidad bentónica de la cuenca del arroyo Cululú (Río salado del norte, Argentina). *Interciencia*, 13, 1-21.